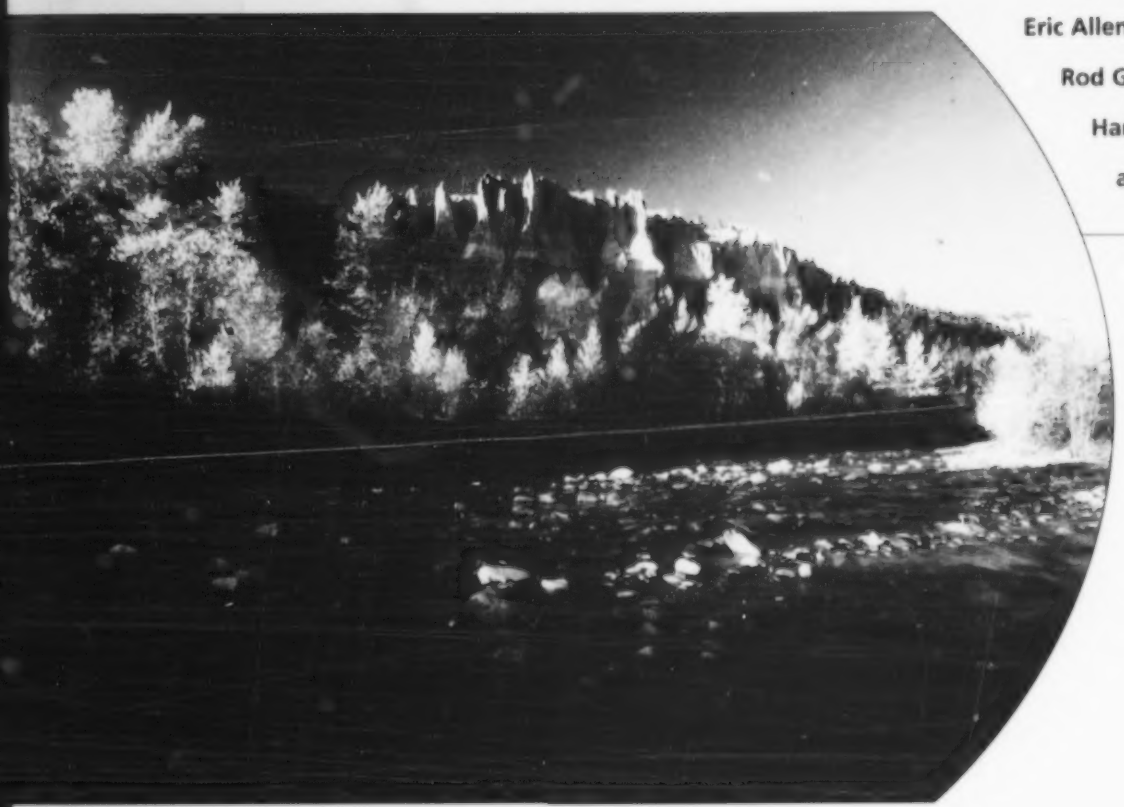
Forest Health in Canada

Montane Cordillera Ecozone

2003



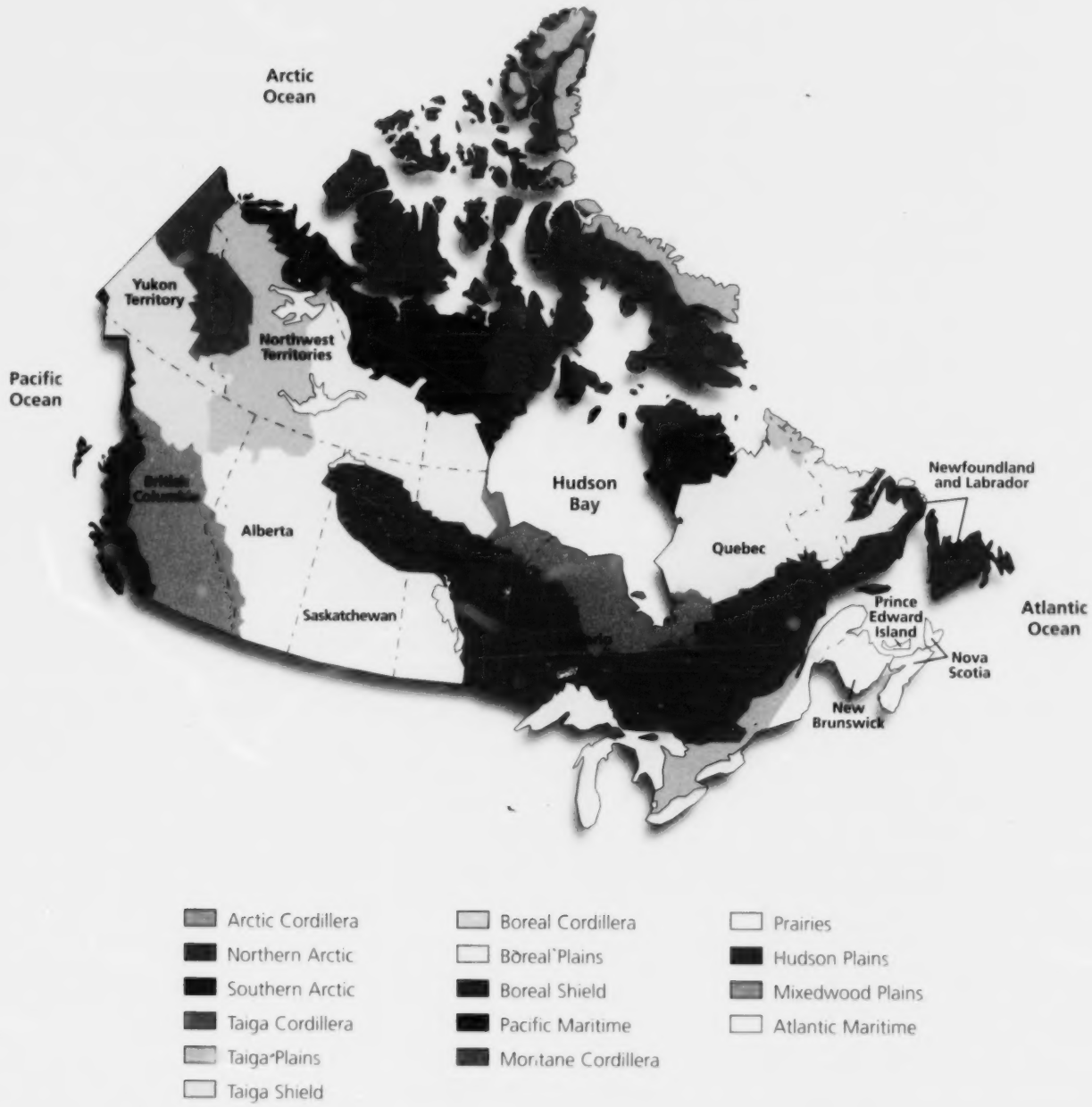
Eric Allen,
Rod Garbutt,
Harry Hirvonen,
and Heather Pinnell

Natural Resources Canada
Ressources naturelles Canada

Canada

Terrestrial Ecozones of Canada

Terrestrial Ecozones of Canada



104-06710/

Forest Health in Canada

Montane Cordillera Ecozone 2003

Eric Allen, Rod Garbutt

Natural Resources Canada, Canadian Forest Service,

Pacific Forestry Centre, Victoria, BC

Harry Hirvonen

Natural Resources Canada, Canadian Forest Service,

Science Branch, Ottawa, ON

Heather Pinnell

H. Pinnell Forestry Consulting, Nelson, BC

Published by

Natural Resources Canada

Canadian Forest Service

Science Branch

Ottawa, 2004

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2004
ISBN 0-662-68241-6
Cat. no. Fo42-340/2004

Copies of this publication may be obtained free of charge from:
Natural Resources Canada
Canadian Forest Service
Ottawa, Ontario
K1A 0E4

Phone: (613) 947-7341

A microfiche edition or photocopies of this publication may be purchased from:
Micromedia Proquest
20 Victoria Street
Toronto, ON
M5C 2N8

Phone: (416) 362-5211
Fax: (416) 362-6161

Editing and Production: Catherine Carmody
Design and Layout: Danielle Monette

Photographs

Cover: Hoodoos, Dutch Creek, near Fairmont, BC; *background texture*, understory plants near Prince George, BC; photos by Lenard Sanders.

Inside: photographs courtesy of Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC.

All photographs ©Her Majesty the Queen in Right of Canada.

National Library of Canada cataloguing in publication data

Main entry under title: Forest health in Canada: Montane cordillera ecozone 2003
Text in English and French on inverted pages.

Title on added t.p.: L'état de santé des forêts au Canada, écozone de la cordillère montagnarde 2003.
Includes bibliographical references.
ISBN 0-662-68241-6
Cat. no. Fo42-340/2004

1. Forest health – Rocky Mountains, Canadian (B.C. and Alta.)
2. Forest ecology – Rocky Mountains, Canadian (B.C. and Alta.)
I. Allen, Eric Andrew, 1955-
II. Canadian Forest Service. Science Branch.
III. Title: L'état de santé des forêts au Canada, écozone de la cordillère montagnarde.

SB764.C3F67 2004 333.75'09711 C2004-980197-XE

Printed on recyclable paper

PRINTED IN CANADA

Printed on alkaline permanent paper

Contents

5 **Highlights**

6 **Introduction**

6 **Major Forest Ecosystems**

6 Montane Cordillera Ecozone

6 **Forest Landscape Conditions**

7 Pre-industrial Ecological Influences

9 Current Ecological Influences

11 **Biodiversity**

12 **Atmospheric Environment**

12 **Acknowledgments**

13 **Appendix 1.** Major Forest Types in the Montane Cordillera Ecozone

15 **Appendix 2.** Scientific Names of Organisms

16 **References**

Highlights

- In 2003, mountain pine beetle infested an area of over 4 million ha within British Columbia. Almost all of this infestation occurred within the pine forests of the Montane Cordillera Ecozone.
- Other native insects and diseases with potential to cause economic harm have also shown population increases; provincial forestry agencies are monitoring these insects and diseases through annual surveys and controlling them through localized treatment programs.
- Historically, fire was the major ecological influence in sustaining much of the forests of the Montane Cordillera. Fire suppression, which is necessary for the protection of forest resources, people, and property, has resulted in ecological changes including
  - a dramatic increase in the Rocky Mountain (or interior) Douglas-fir component;
  - gradual replacement of some lodgepole pine forests, which rely on fire for regeneration, by Engelmann and white spruce or subalpine fir; and
  - reduced health of ponderosa pine ecosystems, which require frequent burning to be sustained.
- The risk of a widespread wildfire is high because of increasing tree densities and fuel loads. For example, fuels have been accumulating for about 60 years in the Douglas-fir forests of southern British Columbia.
- Invasive alien diseases and insects are an increased threat to the biodiversity of Montane Cordillera forests. Established alien species continue to cause mortality of native tree species. White pine blister rust, for example, is devastating western white pine, whitebark pine, and limber pine. Invasive aliens from outside the ecozone pose a constant risk through the unrestricted domestic movement of wood and forestry products.
- Damage to forests from air pollution is largely nonexistent within this ecozone.

Introduction

Canada is committed to sustainable development. Reflecting this commitment, the Canadian Council of Forest Ministers (CCFM) has adopted national criteria and related indicators (usually referred to as C&I) that serve to measure and report the collective progress of the country towards sustainable forest management (CCFM 2000). Two of the CCFM criteria relate to keeping forests healthy—conservation of biological diversity and maintenance and enhancement of forest ecosystem condition. The Canadian Forest Service (CFS), in cooperation with partners, has a mandate to report on the health of Canada's forests and to determine if, how, and why it is changing. Syntheses on forest health also facilitate the CCFM's C&I reporting process.

CFS released its first national forest health synthesis in 1999, *Forest Health in Canada: An Overview 1998* (CFS 1999a), in which forested ecozones were used as the ecological reporting framework. Future efforts will now focus on producing a series of reports; each report will summarize the key forest health issues in a single ecozone or in two to three related ecozones. This enables us to discuss regional issues in more detail. A national synopsis will be done after the last report is published.

The Forest Health in Canada series is intended for a nontechnical audience. A comprehensive forest health Web resource is also being designed. It will feature the reports as they become available, with links to more information on forest health topics.

Major Forest Ecosystems

Canada consists of 15 terrestrial and 5 marine ecozones (Ecological Stratification Working Group 1996). These ecozones delineate ecologically distinctive areas of the earth's surface. They represent a distinct mesh and interplay of geologic, climatic, vegetative, wildlife, and human factors. The dominance of one or several of these factors varies with the ecozone. Terrestrial ecozones are used by several federal agencies for national reporting purposes, for instance for the CCFM's C&I, and by some provinces and territories. Internationally, they are linked to the Ecological Regions of North America, developed by the Commission for Environmental Cooperation,[1] and to the FAO's global ecological zones (FAO 2001).

The majority of Canada's forests lie within nine ecozones: Pacific Maritime, Montane Cordillera, Boreal Cordillera, Taiga Plains, Boreal Plains, Taiga Shield, Boreal Shield, Mixedwood Plains, and Atlantic Maritime. Forested ecozones may encompass a few to several major forest ecosystem types. These forest types serve as the basis for discussion of forest health within these ecozones.

In general, a healthy forest is one that maintains biodiversity, resiliency, wildlife habitat, aesthetic appeal, and resource sustainability

Montane Cordillera Ecozone

The Montane Cordillera Ecozone occupies an area of 49.2 million ha (34.9 million ha of forest) encompassing the south and central interior of British Columbia and the Alberta Foothills. Of the nearly one million people within the ecozone, most live in and around scattered small and medium-sized centers. Most of these centers are economically sustained by the forest.

The Montane Cordillera, with its numerous mountains and valleys and broad latitudinal span, is the most geographically and ecologically diverse ecozone in Canada. It stretches from the desert and ponderosa pine–bunchgrass association adjacent to the United States border through the interior wet-belt to the white spruce dominated stands in the north, which border on the boreal forest. The ecozone comprises six main forest types: lodgepole pine, ponderosa pine, white spruce, Engelmann spruce–subalpine fir, Rocky Mountain (or interior) Douglas-fir, and western redcedar–western hemlock. Broadleaf species such as birch and aspen are prevalent throughout the region; they are often mixed with conifers, but aspen forms pure stands in northern forests. A brief description of each forest type is found in Appendix 1. Scientific names of organisms mentioned in the text are listed in Appendix 2.

Forest Landscape Conditions

Major natural disturbances within the Montane Cordillera Ecozone include wildfire, insects, diseases, and climatic events such as windthrow. Before intensive human activity in the area, climate played a key role

[1] An international organization created by Canada, Mexico, and the United States under the North American Agreement on Environmental Cooperation.

in the severity and impact of these disturbances on the maintenance and succession of the montane forests. In fact, some forest types depended on natural disturbances, most often wildfire, for their existence.

Logging, grazing of domestic animals, fire exclusion, and the urbanization of valley and lower slope forests resulted in modification of major natural cycles of disturbance. Some disturbance regimes, such as fire, were altered deliberately to protect valuable timber and urban and recreational settlements. Other changes to disturbance regimes were more subtle, an example of this is harvesting practices that enhanced or reduced the risk of certain insect or disease infestations. Foresters now recognize the importance of natural disturbance in forest ecosystems and are attempting to integrate disturbance into their management through such practices as prescribed burns, use of alternative silvicultural systems, and retention of coarse woody debris after harvest.

In the following section, "pre-industrial" refers to the period after European exploration and settlement but before large-scale land clearing and urbanization.

Pre-industrial Ecological Influences

Fire

In pre-industrial times, fire was one of the major ecological influences within the ecozone (Mutch et al. 1993). The nature and intensity of wildfire varied with climate, weather, aspect, species composition, and fuel characteristics. Before European settlement, human influence on these forest ecosystems was largely through the small-scale use of fire by Aboriginal people, which augmented the natural fire cycles.[2]

Lodgepole pine forests, commonly associated with valley bottoms, lower slopes, and southern and western aspects, were maintained by or dependent on fire. Variability in fire frequency created a landscape characterized by a mosaic of age-classes. As the stands in this landscape aged, the more shade-tolerant white or Engelmann spruce and, at higher elevations, subalpine fir regenerated under the pine canopy. In the absence of fire, these three species formed the climax forest over much of the landscape (Arno et al. 1993). Throughout the ecozone, fire frequency ranged between 2 and 250 years (O'Laughlin et al. 1993) and varied with climate and aspect. Large fires (1000+ ha), though infrequent, accounted for most area burned.

The ponderosa pine forests also relied on fire for long-term viability. Open grassland and open-growing forest characterized this forest type. Only fire-adapted trees, shrubs, and herbs persisted (Mutch 1994). Old-growth ponderosa pine stands were maintained by frequent, low-intensity surface fires that prevented the establishment of the more shade-tolerant Douglas-fir.

Frequent low-intensity surface fires also maintained established Douglas-fir forests. Depending on the nature of the fire, Douglas-fir forests ranged from open-growing to closed canopy, interspersed with open grasslands.

White spruce forests had fire return intervals that ranged from 80 to 400 years (De Long and Tanner 1996; Clark et al. 1998). Areas with short fire return intervals were likely maintained as lodgepole pine stands, although white spruce and subalpine fir may also have pioneered these sites. Fires created a complex landscape pattern with huge variation in patch size. Fires often extended over 500 ha and up to 50 000 ha, with unburned patches within the burn area (De Long and Tanner 1996).

In the higher elevation Engelmann spruce–subalpine fir forests, fire regimes were variable due the wide range of moisture regimes and stand structures. In drier forests, where Engelmann spruce and subalpine fir were associated with lodgepole pine, fire return intervals were usually less than 130 years, whereas, in cool, moist forests, fire return intervals were usually between 150 and 300 years. Some wet parkland-type forests or forests on cool aspects show no evidence of fire.

Fire return intervals in the moist western redcedar–western hemlock forests ranged up to 500 years (Shiplett and Neuenschwander 1994), with the intensity of fire varying from frequent, low intensity, to infrequent, stand replacing. Fires in riparian sites were infrequent and small, often the result of lightning strikes. Trees aged 500 years and older were common in these wet valley sites.

Insects and diseases

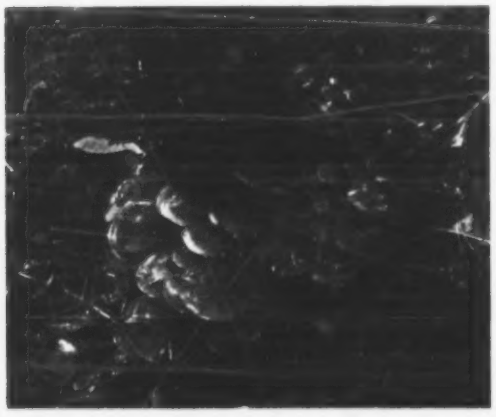
Insects and diseases are always present in healthy forests, contributing to the natural processes of a sustainable ecosystem. In pre-industrial ecosystems, populations of insects and disease agents generally tended to vary with fire, climatic, and forest conditions. An example of this dynamic interaction involves the mountain pine beetle. These beetles attack lodgepole pine forests and normally cause mortality in stands greater

[2] **Fire cycle:** the number of years to burn over an area equal to the entire area of interest. **Fire frequency:** the average number of fires that occur per unit of time at a given point. **Fire interval:** the average number of years between the occurrence of fires at a given point. (CIFFC 2000)

than 80 years old. In the absence of fire, this allows the shade-tolerant understory to grow. Because the frequency of natural fires limited the amount of pine in older age-classes, beetle outbreaks were geographically separated across the landscape and generally collapsed as the older trees were killed. Evidence of beetle activity and fire going back hundreds of years is found in scars on lodgepole pine trees.

In pre-industrial forests of the Montane Cordillera Ecozone, insects and diseases normally did not cause so much damage that the stand needed to regenerate. Isolated outbreaks of disease-causing organisms occurred when environmental conditions favored their development, and wood decay organisms colonized trees as they aged. Chronic disease caused by dwarf mistletoe was particularly common in lodgepole pine throughout its range. Other species of mistletoe infected Douglas-fir and western larch but within limited ranges. Infestations of bark beetles and other insects were triggered by a combination of stand conditions and climate. Endemic insect populations attacked trees weakened by fire, windstorms, or other natural disturbances, creating scattered large-diameter snags and downed wood. These events were rarely significant at the landscape level but were still integral to the ecological function of forest ecosystems.

Root diseases, particularly armillaria and tomentosus root rots, were endemic throughout the ecozone, with the highest incidence in moist forests. Local fluctuations in incidence occurred with variations in environmental conditions and the availability of susceptible host material. Mortality caused by root diseases in the forest led to diversity in stand structure and species composition because small areas of disease-killed trees regenerated with fungi-tolerant trees or shrubs. In stands where environmental conditions favored the growth of a fungus, tree species composition was determined in part by the presence of the fungus.



The fruiting bodies of *Armillaria ostoyae* encircle the base of a Douglas-fir; this root-disease fungus is a serious problem in regenerating conifer stands.

White pine weevil, commonly known in British Columbia forests as spruce weevil because of its host preference, damages leaders of young spruce trees. In pre-industrial forests, weevil damage is assumed to be minimal because of the low availability of suitably aged host material. Although infestations did occur, they were associated with localized disturbance events such as windthrow and therefore limited in time and extent. In addition, a common successional pattern in these forests was for spruce to regenerate under a pine or broadleaf overstory, conditions that did not favor weevil development.

The spruce beetle caused significant mortality in mature spruce and was an important natural influence affecting forest composition and structure. Outbreaks usually lasted 2–5 years and often followed large windfall events (Humphreys and Safranyik 1993). The most susceptible stands had a high proportion of large-diameter spruce and were usually found in valley bottoms. Large outbreaks killed all spruce over 10 cm in diameter, whereas small outbreaks reduced the proportion of large-diameter spruce in the forest and increased snag and fallen tree numbers.

In the high-elevation forests, insects and diseases rarely caused large-scale stand-replacing infestations. Western balsam bark beetle was perhaps the most harmful insect to these forests, causing chronic mortality in subalpine fir. The beetles could cause up to 5% mortality per year until most of the subalpine fir had been killed (Garbutt 1992). The scattered mortality caused small openings that tended to regenerate back to subalpine fir; thus, in the absence of fire, these stands tended to be maintained in a climax state. Western balsam bark beetle was commonly found in trees also infected with armillaria root disease.

The western spruce budworm is endemic to the Rocky Mountain Douglas-fir forest type. The predominant forest structure, low-density, mixed-species stands, along with a patchy occurrence of regeneration and saplings, contained budworm outbreaks to small areas over short time periods. Overall, the budworm was in equilibrium with the ecosystem, contributing to ecological conditions conducive to sustaining this forest type (Hessburg et al. 1994).

The Douglas-fir tussock moth, another historical defoliator of Douglas-fir and true fir trees, had outbreaks every 7–11 years (Otvos et al. 1998). These

events generally lasted 3–4 years before the population collapsed due to natural control agents, starvation, and the build-up of a pathogenic virus in the defoliator population (Stoszek 1988).

Current Ecological Influences

Fire

Fire-suppression activities have greatly affected the health of the forests in the Montane Cordillera Ecozone (Wadleigh and Jenkins 1996; Barrett et al. 1991; Dawson 1998). In the lodgepole pine forests of the northern Interior Plateau of British Columbia, the area burned has declined significantly. Before fire suppression, an average 1% of the area burned per year compared with a current rate of about 0.25% per year (De Long and Tanner 1996).

Fire suppression in the white spruce forest type began in earnest in 1950. It has succeeded in decreasing fire frequency and area burned per year. Large fires are rare and small fires common. Fire suppression and current harvesting practices have altered forest composition, accelerating the succession of lodgepole pine forests to white spruce (Carlson et al. 1995; Arno et al. 1993; Hessburg et al. 1994).

With increasing tree densities and fuel loads, the risk of stand-replacing fire grows. Due to fire suppression, fuel has been accumulating for up to 60 years in the Douglas-fir forests of southern British Columbia. In addition, wildfires tend to produce a mosaic of stands with various densities and age-classes; however, the homogeneity in forest structure that has resulted from fire exclusion has increased the risk of high-intensity fires covering large expanses of the landscape (Arno et al. 1993).

Fire is a key disturbance factor in the Montane Cordillera Ecozone.

Insects and diseases

Forest management practices including fire control, harvesting systems, and changes in species composition have resulted in an alteration of the population dynamics of some insects and disease-causing organisms. For example, many forests previously dominated by ponderosa pine are now being taken over by Douglas-fir. Insect and disease patterns are thus now more typical of Douglas-fir forests. The area of homogeneous white spruce forest is growing, providing an extensive food source for insect pests. Spruce beetle outbreaks were reported during 1961–65 and 1967–68. The largest recorded outbreak of this beetle, in 1978–82, resulted in large-scale salvage harvesting in the Prince George area (Humphreys and Safranyik 1993). Following harvest, large areas were planted with spruce, and white pine weevil infestations occurred in the regenerating stands.

Lack of human activity has resulted in fewer changes in Engelmann spruce–subalpine fir forests in comparison with forests at lower elevations. However, whitebark pine, like western white pine, has sustained extensive mortality due to mountain pine beetle and white pine blister rust. Fire exclusion has had little influence on stand composition and structure in most Engelmann spruce–subalpine fir forests because fires have been scattered and relatively small in size.

Another high-elevation pest is the western balsam bark beetle, which attacks mature subalpine fir. Infestations within the ecozone tend to be in the northern forests. The more southern high-elevation forests are minimally affected.

Spruce beetle outbreaks have occurred throughout the white spruce forests of the Interior Plateau. Spruce beetle populations tend to increase following road building and harvesting activities. Stumps, slash, windthrown perimeter trees, and weakened leftover trees attract these beetles and serve as breeding material. Under favorable climatic conditions, epidemic outbreaks may develop.

The distribution of the root disease fungus *Armillaria* sp. in some of the forests in the Montane Cordillera increases after certain forest management activities. Partial cutting and precommercial thinning have been linked to increased root disease incidence and mortality. These practices facilitate rapid colonization of stumps by the disease and from stumps to regenerating and mature trees. Fire exclusion has resulted in increased stand density that is conducive to the spread of root disease. Disturbance increases root disease activity above levels that would be found in undisturbed areas.

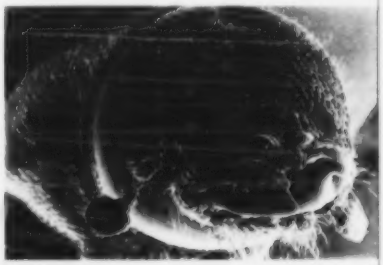
Other common native insects and diseases with potential to cause economic harm to commercial forests in the Montane Cordillera Ecozone periodically show population increases and are monitored by provincial forestry agencies through annual surveys and controlled with localized treatment programs. They include western hemlock looper, western false hemlock looper, forest tent caterpillar, western blackheaded budworm, satin moth, and the fungi causing pine needle cast, dothistroma needle blight (also known as red band needle blight), and aspen leaf and twig blight.

Land use

Urban and rural settlement, transportation corridors, domestic livestock grazing, forest management, and the introduction of invading weed species have

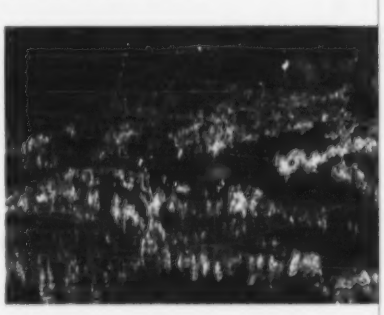
Mountain Pine Beetle

Mountain pine beetle is native to the forests of the Montane Cordillera and there is historical evidence of its activity for hundreds of years. In recent years, mountain pine beetle attacks on lodgepole pine have again increased in intensity, culminating in the crisis situation of today. Climate (6 consecutive years of warm winters) and the increasing proportion of mature pine, a consequence of fire suppression, are major causal factors. In 2003, mountain pine beetle infested an area of over 4 million ha within British Columbia. Almost all of this infestation occurred within the pine forests of the Montane Cordillera Ecozone. Not only are there severe economic consequences due to loss of merchantable timber, but the ecological ramifications may also be major. With the continuing buildup of fuel because of dead and dying trees, the fire hazard is increasing.



Mountain pine beetle.

Mountain pine beetle infestation is currently the most prominent forest health issue in the Montane Cordillera Ecozone. In response, the federal government has implemented a 5-year, $40-million program to address the infestation in British Columbia. The initiative is divided between rehabilitation of federal and private (non-industrial) forest lands ravaged by the beetle and research on quantifying the impacts and reducing the risk of future mountain pine beetle epidemics. The 5-year research agenda is designed to answer forest land management questions. In the short term, however, dealing with the current epidemic and getting the best value from affected forests are critical. The federal program complements ongoing management efforts administered by the Province of British Columbia on provincially administered lands.



Dead and dying trees appear whitish in this aerial shot of a pine forest damaged by mountain pine beetle.

The Federal Lands Program will address mountain pine beetle impacts in national parks, First Nations reserve lands, and the Chilcotin Military Reserve lands in cooperation with Parks Canada, Indian and Northern Affairs Canada, and National Defence. The focus will be on containment of the infestation in parks, on control, rehabilitation and forest management capacity in First Nations reserves, and on forest rehabilitation on military lands. The Private Forest Lands Program will target private, non-industrial landowners. These landowners will be encouraged to participate in efforts to deal with the beetle through early identification and intervention as well as the clean up of those forest stands already infected.

contributed to changing the biodiversity and health of the forests of the Montane Cordillera Ecozone.

In the past, ponderosa pine forest dominated the valley floor; today, these habitats have been replaced or are under constant threat from major transportation routes and urban and rural development. Extensive domestic grazing has also resulted in poor range conditions in most ponderosa pine forests, reducing their value for grazing wildlife. Remaining ponderosa pine forests are highly fragmented—native plant species used by grazing wildlife are largely replaced by non-native weed species and encroaching Douglas-fir.

Biodiversity

When trees, prominent components in forest ecosystems, change, so do the wildlife, insects, fungi, soil microorganisms, and other life forms co-existing with them. Some changes in the Montane Cordillera Ecozone have been intentional, such as shifts in tree species composition through planting programs. Others have resulted inadvertently from activities such as fire exclusion or the introduction and establishment of invasive alien species.

White pine blister rust, caused by an alien fungus, was introduced into British Columbia in the early 1900s and has, alone or in association with mountain pine beetle, killed most western white pine trees (Smith and Fischer 1997). Once found in pure stands in the wetter parts of the southern Montane Cordillera (O'Laughlin et al. 1993), western white pine is noticeably absent from most forests of the ecozone. Douglas-fir (Byler et al. 1994) is now present, composing five times more of the forest than it did before blister rust. Grand fir is also more common. These species bring their own problems to the ecosystem in the form of increased bark beetle numbers and root disease activity. Additionally, western white pines, which grow to be large-diameter trees relatively quickly, were significant structural components of the forest. Their snags were important for wildlife, coarse woody debris, and nutrient cycling (Byler et al.1994).

White pine blister rust has decimated western white pine populations in the Montane Cordillera Ecozone.

Larch casebearer was introduced to North America from Europe in the late 1800s. It was first observed in southeastern British Columbia in 1966 (Andrews 1966) and rapidly reached epidemic numbers. It eventually spread throughout the range of western larch within the Montane Cordillera (Alfaro et al. 1991). Damage to larch from this defoliator includes dieback, deformity, and some mortality. Radial growth losses of 29–95% (Byler et al. 1994) have occurred following defoliation. Parasitic insects were released in 1966 to combat this pest. Pest populations initially declined but numbers continue to fluctuate.

Satin moth, a broadleaf defoliator originally from Europe, was introduced to British Columbia forests in the 1920s. It is widespread throughout the ecozone and causes periodic regional outbreaks.

Alien species pests that have invaded and established more recently in Canada, such as the emerald ash borer (Ontario), the brown spruce longhorn beetle (Nova Scotia), and the pine shoot beetle (Ontario and Quebec), are not yet known to be in the Montane Cordillera ecozone. However, such pests pose a constant threat through the unrestricted domestic movement of wood and forestry products. The safety of the forests of the Montane Cordillera depends on developing regulations that limit the movement of high-risk materials and on monitoring for alien pests in the forest.

In some forests within the Montane Cordillera reduced fire frequency has resulted in lodgepole pine forests gradually being replaced by white and Engelmann spruce or subalpine fir (Carlson et al. 1995; Arno et al. 1993; Hessburg et al. 1994). These latter species do not rely on fire for regeneration. With continuing fire suppression, landscapes that are now patches of lodgepole pine interspersed with spruce may become extensive areas dominated by only spruce.

Ponderosa pine ecosystems are also suffering, mostly because of fire exclusion. As discussed previously, without frequent burning, ponderosa pine cannot be sustained. It is being replaced in the ecozone by other species, usually Douglas-fir (Arno 1976; Habeck 1990; Carlson et al. 1995; Mutch 1994; Mutch et al. 1993). Without fire, changes also occur in understory vegetation, and fire-adapted species such as Saskatoon-berry and bluebunch wheatgrass are replaced by more shade-tolerant species (Hall 1980; Daigle 1996).

In the southern part of the ecozone, open-growing forests of large-diameter trees are gradually shifting to dense stands of small-diameter Douglas-fir (McCullough et al. 1998). Douglas-fir is able to rapidly invade stands where fire has been excluded because it does not require a fire-prepared seedbed. Douglas-fir expansion into grasslands is also widespread. Western larch, a secondary species in Douglas-fir forests, is declining because of fire exclusion. Larch requires a fire-prepared seedbed and is shade-intolerant. The lack of frequent low-intensity fires over 50–100 years has created dense and stagnant ponderosa pine stands that are susceptible to high-intensity crown fires (Habeck 1990), killing trees that have previously survived several fires (Mutch et al. 1993).

Atmospheric Environment

The Montane Cordillera Ecozone is relatively free of air pollution, although there are known point sources of air pollution associated with smelting operations in the area.

Acknowledgments

We thank Hideji Ono, Alberta Environmental Protection, Land and Forest Service, and John Muir, British Columbia Ministry of Forests, for their assistance in the preparation and review of this report.

Appendix 1
Major Forest Types in the Montane Cordillera Ecozone

Lodgepole Pine

The lodgepole pine forest type ranges throughout the Montane Cordillera ecozone, most often occurring on the Interior Plateau, Columbia Mountains, and southern Rocky Mountains. Lodgepole pine occurs in pure stands or mixed with other species. In montane areas, lodgepole pine forests often occupy a significant proportion of the transitional zone between Douglas-fir forests in valley bottoms and Engelmann spruce–subalpine fir forests at high elevations. They are common in the Rocky Mountain Trench, and the east and west slopes of the Rocky Mountains. Pure lodgepole pine forests are also common throughout the Interior Plateau, where they occupy moist elevations above Douglas-fir forests and drier pockets within white spruce forests. Lodgepole pine is a pioneer species requiring fire for widespread establishment. This species often dominates landscapes where stand-replacing fires regularly occur at less than 200-year intervals. Lodgepole pine forests, in the absence of fire, will succeed after 100 to over 200 years to Engelmann or white spruce, or their hybrids, or subalpine fir.

Ponderosa Pine

Common over much of the western United States, the ponderosa pine forest type reaches its northern limit in south-central and southeastern British Columbia. It covers a small area in the driest and warmest climate of the Montane Cordillera Ecozone. Ponderosa pine forests occur at low elevations (250 to 950 m) in very dry valleys of the Interior Plateau and the most southern portion of the Rocky Mountain Trench. Lack of soil moisture is the major limiting factor for tree growth. Ponderosa pine requires frequent fire cycles to sustain it. The species is suited to repeated fire without dying. The thick bark, which protects the living cambial layers from the heat, does not burn easily and therefore reduces crown fire risk. Long needles and thick bud scales also protect the plant tissue during fires. In addition, ponderosa pine requires a burned seedbed for regeneration success. Frequent fire in these dry ecosystems is important for nutrient recycling. In dry sites, fire is required to release nutrients including nitrogen and can stimulate the growth of nitrogen-fixing plants and shrubs.

White Spruce

Dominating the northern portion of the two-thirds of the ecozone, the white spruce forest type is the most extensive forest type in the ecozone. It borders the western red cedar–western hemlock, Engelmann spruce–subalpine fir, and lodgepole pine forest types. White spruce and subalpine fir are the climax species, while trembling aspen and black cottonwood are common. Pockets of Douglas-fir occur in drier areas in the east. Pure lodgepole pine forests are common and interspersed throughout; without fire, these will give way to stands dominated by white spruce in about a hundred years. In the absence of major disturbance, white spruce and subalpine fir will tend to dominate the landscape.

Engelmann Spruce–Subalpine Fir

The Engelmann spruce–subalpine fir forest type occurs throughout the Montane Cordillera in high-elevation montane areas and on some plateaus. Elevation ranges between 1200 and 2300 m in the south and 900 and 1700 m in the north. Moisture regimes vary from dry to very wet. Winters are typically cold, moist, and long. It is the largest forest-type in the Columbia Mountains and southern Rocky Mountains region, where it occurs at elevations above western redcedar–western hemlock forests in moist areas and above lodgepole pine forests in drier areas. Forest cover is continuous at lower and middle elevations, while upper elevations nearing the alpine zone are open parkland. Engelmann spruce and subalpine fir dominate. Whitebark pine stands are found within this forest type, most frequently at high elevations, where they occur as the climax species. Lodgepole pine forests are frequently interspersed with Engelmann spruce–subalpine fir, especially on drier aspects.

Rocky Mountain Douglas-fir

The Rocky Mountain (interior) Douglas-fir forest type is common at mid- to low elevations (120–1130 m) of the Interior Plateau and Rocky Mountain Trench. It extends south into the northwestern United States and east into Alberta. This ecosystem type is dry, although it receives more moisture than ponderosa pine forests.

Moisture is a major limiting factor affecting tree growth due to very hot, dry summers and low snowfall in winter.

Western Redcedar–Western Hemlock

The western redcedar–western hemlock forest type is common in the Columbia Mountains and southern Rocky Mountains from 400 to 1500 m elevation and occurs within a small mountainous area in the northern part of the ecozone (100 to 1000 m). These forests are typically moist and the most productive of the forest types in the interior of British Columbia. Overall, the western redcedar–western hemlock forest type has the greatest diversity of tree species of all forest types, with much heterogeneity in stand composition and structure. It is therefore difficult to describe a "typical" stand. However, three broad ecosystems—riparian, moist upland, and dry lowland—can be discerned from their fire regime (frequency, extent, severity, and seasonality of fire). Riparian areas are characterized by old-growth western redcedar and western hemlock. Moist upland forests tend to be the most diverse and occupy the greatest area. Many early and mid-successional stands consist of shade-intolerant species such as western larch, Douglas-fir, western white pine, and lodgepole pine. The understory comprises shade-tolerant western redcedar, western hemlock, and grand fir. The dry lowland sites tend to be dominated by fire-successional species such as lodgepole pine and Douglas-fir.

Appendix 2
Scientific Names of Organisms

armillaria root rot, caused by fungi in the genera *Armillaria*

aspen leaf and twig blight, caused by fungi in the genera *Venturia* and *Pollaccia*

aspen, *Populus* spp.

bark beetles, Scolytidae

black cottonwood, *Populus trichocarpa*

birch, *Betula* spp.

bluebunch wheatgrass, *Pseudoroegneria spicata* subsp. *spicata*

brown spruce longhorn beetle, *Tetropium fuscum*

bunchgrass, e.g. *Agropyron* spp. and *Festuca* spp.

dothistroma needle blight, caused by the fungus *Mycosphaerella pini*

Douglas-fir tussock moth, *Orgyia pseudotsugata*

dwarf mistletoe, *Arceuthobium* spp.

emerald ash borer, *Agrilis planipennis*

Engelmann spruce, *Picea engelmannii*

forest tent caterpillar, *Malacosoma disstria*

grand fir, *Abies grandis*

larch casebearer, *Coleophora laricella*

limber pine, *Pinus flexilis*

lodgepole pine, *Pinus contorta* var. *latifolia*

pine needle cast, caused by the fungus *Lophodermella concolor*

pine shoot beetle, *Tomicus piniperda*

ponderosa pine, *Pinus ponderosa*

red band needle blight. *See* dothistroma needle blight.

Rocky Mountain (or interior) Douglas-fir, *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*

Saskatoon-berry, *Amelanchier alnifolia*

satin moth, *Leucoma salicis*

spruce beetle, *Dendroctonus rufipennis*

spruce weevil. *See* white pine weevil.

subalpine fir, *Abies lasiocarpa*

tomentosus root rot, caused by the fungus *Inonotus tomentosus*

trembling aspen, *Populus tremuloides*

western balsam bark beetles, *Dryocoetes confusus*

western blackheaded budworm, *Acleris gloverana*

western false hemlock looper, *Nepytia freemani*

western hemlock, *Tsuga heterophylla*

western hemlock looper, *Lambdina fiscellaria lugubrosa*

western larch, *Larix occidentalis*

western redcedar, *Thuja plicata*

western spruce budworm, *Choristoneura occidentalis*

western white pine, *Pinus monticola*

whitebark pine, *Pinus albicaulis*

white pine blister rust, caused by the fungus *Cronartium ribicola*

white pine weevil, *Pissodes strobi*

white spruce, *Picea glauca*

References

Alfaro, R.I.; Qiwei, L.; Vallentgoed, J. 1991. Diameter growth and losses in western larch caused by larch casebearer defoliation. West. J. Appl. For. 6:105–108.

Andrews, R.J. 1966. First record of larch casebearer on western larch in British Columbia. Can. For. Serv. Bi-monthly Res. Notes 22(6):3.

Arno, S.F. 1976. The historical role of fire in the Bitterroot National Forest. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-42. 28p.

Arno S.F.; Reinhardt, E.D.; Scott, J.H.. 1993. Forest structure and landscape patterns in the lodgepole pine type: a procedure for quantifying past and present conditions. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR-INT-294.

Barrett S.W.; Arno, S.F.; Key, C.H. 1991. Fire regimes of western larch–lodgepole pine forests in Glacier National Park, Montana. Can. J. .For. Res. 21:1711–1720

Byler, J.W.; Krebill, R.W.; Hagle, S.K.; Kegley, S.J. 1994. Health of the cedar–hemlock–white pine forests of Idaho. *In* D.M. Baumgartner, J.E. Lotan, and J.R. Tonn, eds. Interior cedar–hemlock–white pine forests: ecology and management. Proc. Symp., 2–4 March 1993, Spokane, WA. Washington State University Extension Publications. 370 p.

Carlson, C.E.; Byler, J.W.; Dewey, J.E. 1995. Western larch: pest tolerant conifer of the northern Rocky Mountains. *In* W.C. Schmidt and K.C. McDonald, comp. Ecology and management of *Larix* forests: a look ahead. Proc. Int. Symp., 5–9 Oct. 1992, Whitefish, MO. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR-INT-319.

(CCFM) Canadian Council of Forest Ministers. 2000. Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. National status 2000. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, ON. 122 p.

(CFS) Canadian Forest Service, Natural Resources Canada. 1999. Forest health in Canada. An overview 1998. Atlantic Forestry Centre, Fredericton, NB.

(CIFFC) Canadian Interagency Forest Fire Centre. 2000. Glossary of forest fire management terminology. CIFFC, Winnipeg, MB.

Clark, D.F.; Kneeshaw, D.D.; Burton, P.J.; Antos, J.A. 1998. Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests in west-central British Columbia. Can. J. For. Res. 28:284–290.

Daigle, P. 1996. Fire in the dry interior forests of British Columbia [print and online]. BC Minist. For. Res. Prog. Extension Note 8. 5 p. http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En08.pdf

Dawson, R. 1998. Landscape attributes of interior Douglas-fir forests on the Fraser Plateau. Pages 9–20 *in* A. Vyse, C. Hollstedt, and D Huggard, eds. Managing the dry Douglas-fir forests of the southern interior. Workshop Proc., 29–30 April 1997, Kamloops, BC [print and online]. BC Min. For. Res. Prog. Work Pap. 34. http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Wp/Wp34.htm

De Long S.C.; D. Tanner, D. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. Biodivers. Conserv. 5:1191–1205.

Ecological Stratification Working Group. 1996. A national ecological framework for Canada [print and online]. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Ottawa, ON/Environment Canada, Ecozone Analysis Branch, Hull, QC. http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/ecostrat/intro.html

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. Global mapping. Pages 321–323 (Chapter 47) *in* Global forest resources assessment [print and online]. Main Rep. FAO Forestry Pap. 140. FAO, Rome, Italy. http://www.fao.org/forestry/fo/fra/main/index.jsp?lang_id=1

Garbutt, R. 1992. Western balsam bark beetle. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. For Pest Leaflet 64.

Habeck, J.R. 1990. Old-growth ponderosa pine–western larch forests in western Montana. Ecology and Management. Northwest Environ. J. 6:271–292.

Hall, F.C. 1980. Fire history–Blue Mountains Oregon. Pages 75–81 *in* Proceedings of the Fire History Workshop; 20–24 Oct. 1980, Tucson, AZ. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR-RM-81

Hessburg, P.F.; Mitchell, R.G.; Filip, G.M. 1994. Historical and current roles of insects and pathogens in eastern Oregon and Washington forested landscapes. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-327.

Humphreys, N.; Safranyik, L. 1993. Spruce beetle. Natural Resources Canada, Canadian Forest

Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. For. Pest Leaflet 3.

McCullough, D.G.; Werner, R.A.; Neumann, D. 1998. Fire and insects in northern and boreal ecosystems of North America. Annu. Rev. Entomol. 43:107–127.

Mutch, R.W. 1994. Fighting fire with prescribed fire–a means of ecosystem health. J. For. 92:31–33.

Mutch, R.W.; Arno, S.F.; Brown, J.K.; Carlson, C.E.; Ottmar, R.D.; Peterson, J.L.. 1993. Forest health in the Blue Mountains: a management strategy for fire adapted ecosystems. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-310. 14 p.

O'Laughlin, J.; MacCracken, J.G.; Adams, D.L.; Bunting, S.C.; Blatner, K.A.; Keegan III, C.E. 1993. Forest health conditions in Idaho. University of Idaho, Wildlife and Range Policy Analysis Group Rep. 11.

Otvos, I.S.; McLaughlin, L.E.; Hall, P.E.; Condor, N. 1998. A management system to control Douglas-fir tussock moth, *Orgyia pseudotsugata*, using OpNPV. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. Tech. Transfer Note 11. 4 p.

Shiplett, B.; Neuenschwander, L.F. 1994. Fire ecology in the cedar–hemlock zone of northern Idaho. *In* D.M. Baumgartner, J.E. Lotan, and J.R. Tonn, eds. Interior cedar–hemlock–white pine forests: ecology and management. Proc. Symp., 2–4 March 1993, Spokane, WA. Washington State Univ. Extension Publications. 370 p.

Smith, J.K.; Fischer, W.C. 1997. Fire ecology of the forest habitat types of northern Idaho. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-363. 142 p.

Stoszek, K.J. 1988. Forests under stress and insect outbreaks. Northwest Environ. J. 4:247–261.

Wadleigh, L.; Jenkins, M.J. 1996. Fire frequency and the vegetative mosaic of a spruce–fir forest in northern Utah. Great Basin Nat. 56:18–37.

L'État de santé des forêts au Canada

Écozone de la cordillère montagnarde

Eric Allen,
Rod Garbutt,
Harry Hirvonen,
et Heather Pinnell

Ressources naturelles Canada
Natural Resources Canada

Canada

Écozones terrestres du Canada

Écozones terrestres du Canada

L'État de santé des forêts au Canada

Écozone de la cordillère montagnarde 2003

Eric Allen, Rod Garbutt

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts,

Centre de foresterie du Pacifique, Victoria (Colombie-Britannique)

Harry Hirvonen

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts,

Direction générale des sciences, Ottawa (Ontario)

Heather Pinnell

H. Pinnell Forestry Consulting, Nelson (Colombie-Britannique)

Publié par

Ressources naturelles Canada

Service canadien des forêts

Direction générale des sciences

Ottawa, 2004

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada 2004
ISBN 0-66.-68241-6
N° de cat. Fo42-340/2004

Pour obtenir gratuitement des exemplaires de cette publication, prière de s'adresser à :
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts
Ottawa (Ontario)
K1A 0E4

Téléphone : (613) 947-7341

Pour acheter un version sur microfiche ou des photocopies de cette publication, prière de s'adresser à :
Micromedia Proquest
20, rue Victoria
Toronto (Ontario)
M5C 2N8

Téléphone : (416) 362-5211, 1 800 387-2689

Révision et production : Denis Rochon
Conception et mise en page : Danielle Monette

Photographies

Couverture : Cheminées des fées, près de Fairmont (Colombie-Britannique); *image de fond*, plantes de sous-bois, près de Prince George (Colombie-Britannique); photos de Lenard Sanders.

Intérieur : Photos communiquées gracieusement par le Centre de foresterie du Pacifique de RNCan (SCF), de Victoria en Colombie-Britannique.

Toutes les photographies © Sa Majesté la Reine du Chef du Canada.

Catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre : L'état de santé des forêts au Canada : écozone de la cordillère montagnarde 2003
Texte en anglais et en français disposé tête-bêche.

Titre de la p. de t. addit. : Forest health in Canada, Montane cordillera ecozone 2003.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-68241-6
N° de cat. Fo42-340/2004

1. Forêts – Santé – Rocheuses canadiennes (C.-B. et Alb.)
2. Écologie forestière – Rocheuses canadiennes (C.-B. et Alb.)
I. Allen, Eric Andrew, 1955-
II. Service canadien des forêts. Direction générale des sciences.
III. Titre : Forest health in Canada, Montane cordillera ecozone 2003.

SB764.C3F67 2004 333.75'09711 C2004-980197-XF

Imprimé sur du papier recyclable

IMPRIMÉ AU CANADA

Impimé sur du papier alcalin permanent

Table des matières

5 **Points saillants**

6 **Introduction**

6 **Principaux écosystèmes forestiers**

6 Écozone de la cordillère montagnarde

7 **État du paysage forestier**

7 Influences écologiques pré-industrielles

9 Influences écologiques actuelles

12 **Biodiversité**

13 **Environnement atmosphérique**

13 **Remerciements**

15 **Annexe 1 :** Principaux types forestiers de l'écozone de la cordillère montagnarde

17 **Annexe 2 :** Noms scientifiques des organismes

18 **Bibliographie**

Points saillants

- En 2003, l'infestation du dendroctone du pin ponderosa s'étendait sur plus de quatre millions d'hectares en Colombie-Britannique. Presque toute cette superficie se trouvait dans les forêts de pin de l'écozone de la Cordillère montagnarde.
- D'autres insectes et maladies indigènes susceptibles d'entraîner des dommages économiquement importants ont également vu leurs effectifs augmenter; les organismes provinciaux de foresterie surveillent ces insectes et maladies par des relevés annuels, et les combattent par des programmes de lutte locaux.
- Depuis toujours, le feu est le principal agent écologique assurant le renouvellement d'une bonne partie des forêts de la cordillère montagnarde. La suppression des incendies, intervention nécessaire pour protéger les ressources forestières, la population et les biens, a entraîné des changements écologiques, notamment :
  - une augmentation spectaculaire du douglas bleu (variété de l'Intérieur) au sein de la forêt;
  - le remplacement graduel de certaines forêts de pin tordu latifolié, qui comptent sur le feu pour leur régénération, par l'épinette d'Engelmann et l'épinette blanche ou le sapin subalpin; et
  - une détérioration de la santé des écosystèmes à pin ponderosa dont la pérennité exige des incendies fréquents.
- Le risque de grands incendies dévastateurs est élevé en raison de l'augmentation de la densité forestière et des charges de combustible. Par exemple, le combustible s'accumule depuis environ 60 ans dans les forêts de douglas du Sud de la Colombie-Britannique.
- Les insectes et maladies exotiques envahissants constituent une menace croissante pour la biodiversité des forêts de la cordillère montagnarde. Les espèces exotiques établies continuent de provoquer de la mortalité chez les espèces arborescentes indigènes. La rouille vésiculeuse du pin blanc, par exemple, dévaste le pin argenté, le pin à blanche écorce et le pin flexible. Les espèces exotiques envahissantes des écozones environnantes posent un risque constant parce qu'aucune restriction n'est imposée aux déplacements intérieurs des bois et produits forestiers.
- La pollution de l'air ne cause à peu près pas de dommage aux forêts dans cette écozone.

Introduction

Le Canada s'est engagé à atteindre le développement durable. Pour faire suite à cet engagement, le Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF) a adopté des critères nationaux et des indicateurs connexes (qu'on appelle habituellement « C et I ») sur lesquels il s'appuie pour mesurer et faire connaître les progrès collectifs du pays sur la voie de l'aménagement durable des forêts (CCMF, 2000). Deux des critères du CCMF concernent le maintien de l'état sanitaire des forêts : la conservation de la diversité biologique et le maintien et l'amélioration de l'état de l'écosystème forestier. Le Service canadien des forêts (SCF) a reçu le mandat de faire rapport sur la santé des forêts canadiennes en collaboration avec ses partenaires et, en cas de modification de celle-ci, d'en déterminer la nature et la cause. Les rapports de synthèse sur la santé des forêts aident également le CCMF à mener à bien le processus de notification basé sur les critères et indicateurs.

Le SCF a publié son premier rapport de synthèse national sur la santé des forêts en 1999 (*L'État de santé des forêts au Canada : un sommaire 1998* [SCF, 1999a]), dans lequel les écozones forestières ont été utilisées comme cadre écologique pour l'établissement du portrait sanitaire des forêts. Il cherchera maintenant à produire une série de rapports, chacun orientés sur les grands problèmes sanitaires affectant les forêts d'une écozone particulière, ou encore deux ou trois écozones aux caractéristiques proches. Cette approche permettra d'analyser plus à fond les questions régionales. Un synopsis national sera réalisé quand le dernier rapport aura été publié.

Cette série de rapports sur la santé des forêts canadiennes vise un auditoire non technique. Un outil complet basé sur le Web est également en cours de réalisation pour diffuser les connaissances sur la santé des forêts. Les rapports sur les écozones y figureront, accompagnés d'information supplémentaire sous forme de liens vers des sujets non traités par les premiers.

Principaux écosystèmes forestiers

Le Canada comprend 15 écozones terrestres et 5 marines (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1996). Ces écozones délimitent des secteurs écologiquement distincts de la surface terrestre. Chacune représente une combinaison distincte d'interactions entre les facteurs géologiques, climatiques, végétaux, fauniques et humains. Selon l'écozone, l'un ou l'autre de ces facteurs domine, ou encore une combinaison de plusieurs d'entre eux. De nombreux

En général, la forêt en santé est celle qui conserve sa biodiversité, sa résilience, ses habitats fauniques et son aspect esthétique, et dont les ressources sont exploitées durablement.

organismes fédéraux publient des études nationales basées sur les écozones terrestres, notamment le CCMF (dans le cas des critères et indicateurs), ainsi que quelques provinces et territoires. Sur le plan international, elles sont liées aux Régions écologiques de l'Amérique du Nord, mises au point par la Commission pour la coopération environnementale,[1] et aux zones écologiques mondiales de la FAO (FAO, 2001).

La majorité des forêts canadiennes se retrouvent dans neuf des écozones : maritime du Pacifique, cordillère montagnarde, cordillère boréale, taïga des plaines, plaines boréales, taïga du Bouclier, Bouclier boréal, plaines à forêts mixtes et maritime de l'Atlantique. Les écozones forestières comprennent parfois plusieurs grands types d'écosystèmes forestiers. Ces types forestiers sont utilisés comme point de référence dans l'analyse de la santé des forêts à l'intérieur de chaque écozone.

Écozone de la cordillère montagnarde

L'écozone de la cordillère montagnarde occupe 49,2 millions d'hectares (34,9 millions d'hectares de forêts) et recouvre le centre et le sud de l'intérieur de la Colombie-Britannique ainsi que les avants-monts de l'Alberta. Près d'un million d'habitants vivent dans cette écozone, mais la plupart sont regroupés autour d'agglomérations dispersées de petites et moyennes dimensions, dont l'économie est presque toujours axée sur la forêt.

La cordillère montagnarde, très étendue en latitude et dotée de nombreuses montagnes entrecoupées de vallées, est la plus variée des écozones canadiennes sur le plan géographique ou écologique. Elle s'amorce à la frontière des États-Unis, région marquée par le désert et l'association du pin ponderosa et des graminées en touffe, et s'étend jusqu'à la frontière de la forêt boréale dans le Nord où les peuplements sont

1. Un organisme international créé par le Canada, le Mexique et les États-Unis, dans le cadre de l'Accord nord-américain sur la coopération environnementale.

dominés par l'épinette blanche, en passant par la zone humide de l'Intérieur. Cette écozone comprend six types forestiers principaux : pin tordu latifolié, pin ponderosa, épinette blanche, épinette d'Engelmann–sapin subalpin, douglas bleu et thuya géant–pruche de l'Ouest. Les espèces feuillues, comme le bouleau et le peuplier faux-tremble, sont communes dans l'ensemble de cette région. Elles sont souvent mêlées aux conifères, bien qu'on trouve des tremblaies pures dans les forêts nordiques. On trouvera à l'annexe 1 une brève description de chacun de ces types forestiers. Les noms scientifiques des organismes mentionnés dans le texte sont énumérés à l'annexe 2.

État du paysage forestier

Les grandes perturbations naturelles qui surviennent dans l'écozone la cordillère montagnarde sont l'incendie, les insectes et les maladies, ainsi que les événements climatiques comme les tempêtes de vent ou chablis. Avant le déploiement d'activités humaines intensives dans cette région, c'est essentiellement le climat qui déterminait la sévérité et l'impact de ces perturbations sur la pérennité et la succession des forêts montagnardes. En fait, l'existence même de certains types forestiers était tributaire des perturbations naturelles, notamment l'incendie.

L'exploitation forestière, le pâturage des animaux domestiques, l'exclusion de l'incendie et l'urbanisation des vallées et de la partie inférieure des pentes boisées ont modifié les grands cycles de perturbation. Certains de ces régimes, comme celui de l'incendie, ont été altérés délibérément pour protéger les forêts exploitables ainsi que les établissements urbains et récréatifs. D'autres changements aux régimes de perturbation ont été plus subtils, notamment certaines pratiques d'exploitation forestière qui favorisaient ou éloignaient certains insectes ou maladies. Les ingénieurs forestiers reconnaissent maintenant l'importance des perturbations naturelles dans les écosystèmes forestiers et ils essaient d'en tenir compte dans leur plan d'aménagement en faisant appel à certaines techniques comme le brûlage dirigé, les régimes sylvicoles de rechange et la rétention des gros débris ligneux après la récolte.

[2] **Cycle de feu** : le nombre d'années exigées pour que soit brûlée une superficie équivalant au territoire à l'étude. **Fréquence des incendies** : le nombre moyen d'incendies qui se produisent pendant une certaine période à un endroit donné. **Intervalle des feux** : la moyenne du nombre d'années entre les feux à un endroit donné. (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 2000)

Dans la section suivante, le terme pré-industriel désigne la période qui a succédé à l'exploration et à la colonisation européenne, mais qui a précédé le défrichement à grande échelle et l'urbanisation.

Influences écologiques pré-industrielles

Incendies

Au cours de la période pré-industrielle, le feu jouait un rôle déterminant dans cette écozone (Mutch *et al.*, 1993). La nature et l'intensité des incendies de forêt variait avec le climat local, les variations météorologiques, la composition forestière, l'orientation et les caractéristiques du combustible. Avant la colonisation européenne, l'incidence humaine sur ces écosystèmes forestiers se réduisait à l'emploi du feu à petite échelle par les peuples autochtones, ce qui augmentait le cycle de feu naturel.[2]

Les forêts de pin tordu latifolié, communes dans le fond des vallées, le bas des pentes et les terrains orientés au sud et à l'ouest, étaient perpétuées et même créées par l'incendie. La variabilité de la fréquence des incendies formait un paysage caractérisé par une mosaïque de classes d'âges. À mesure que les peuplements ainsi créés vieillissaient, les épinettes blanches et les épinettes d'Engelmann, qui toléraient l'ombre davantage, se régénéraient sous le couvert des pins, tout comme le sapin subalpin en altitude. En l'absence d'incendies, ces trois espèces formaient la forêt climacique sur une grande partie du territoire (Arno *et al.*, 1993). Dans presque toute cette écozone, la fréquence des incendies variait de 2 à 250 ans (O'Laughlin *et al.*, 1993), selon le climat et l'orientation. Les gros incendies (1 000 ha et plus), quoique peu fréquents, étaient responsables de la majeure partie des surfaces brûlées.

Les forêts de pin ponderosa comptaient également sur l'incendie pour assurer leur viabilité à long terme. Les prairies ouvertes et les forêts en croissance libre caractérisaient ce type forestier. Seuls persistaient les arbres, les arbustes et les graminées adaptés à l'incendie (Mutch, 1994). Les peuplements anciens de pin ponderosa étaient entretenus par des incendies de surface fréquents mais de faible intensité qui empêchaient l'établissement du douglas, une espèce plus tolérante.

Ces incendies, faibles mais fréquents, contribuaient également à conserver les douglasières bien établies. Selon la nature de l'incendie, ces forêts, parfois claires et en croissance libre, pouvaient constituer des massifs à couvert fermé entrecoupés de prairies ouvertes.

Les forêts d'épinette blanche avaient des intervalles de feux se situant entre 80 et 400 ans (De Long et Tanner, 1996; Clark *et al.*, 1998). Les secteurs à faibles intervalles de feu conservaient probablement leur peuplement de pin tordu latifolié, bien que l'épinette blanche et le sapin subalpin aient pu être à l'origine de ces peuplements. Les incendies produisent un paysage complexe dont la taille des parcelles variait énormément. Les incendies s'étendaient souvent sur plus de 500 ha, parfois jusqu'à 50 000 ha, tout en épargnant certaines parcelles sur leur passage (De Long et Tanner, 1996).

Dans les peuplements d'épinette d'Engelmann-sapin subalpin qui occupaient les hauteurs, le régime des incendies variait beaucoup en fonction de l'humidité ambiante et de la structure des peuplements. Dans les stations forestières plus sèches, l'épinette d'Engelmann et le sapin subalpin s'associaient au pin tordu latifolié. Les intervalles de feux y étaient habituellement de moins de 130 ans, tandis que dans les stations au climat frais et humide cet intervalle variait plutôt de 150 à 300 ans. Dans certains types de forêts-parcs humides, ou dans certaines stations fraîches en raison de leur orientation, on n'a constaté aucune trace d'incendie.

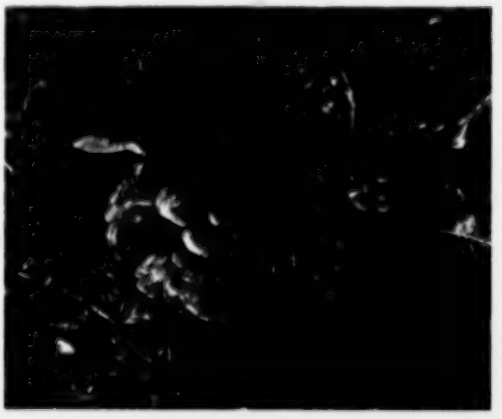
Dans les forêts humides à thuya géant et pruche de l'Ouest, l'intervalle de feux atteignait quelque 500 ans (Shiplett et Neuenschwander, 1994), et l'intensité des incendies variait, parfois faibles (et fréquents), parfois assez intenses pour entraîner le remplacement du peuplement. Dans les zones ripariennes, les incendies étaient rares et de faible intensité, souvent allumés par la foudre. Les arbres de 500 ans et plus étaient communs dans ces sites humides occupant le fond des vallées.

Insectes et maladies

Les insecte et les maladies ont toujours été présents dans les forêts en santé, contribuant même au processus naturel de maintien de l'écosystème. Dans les écosystèmes pré-industriels, les populations d'insectes et d'agents pathogène étaient généralement variables, selon les incendies, le climat et les conditions forestières. Ce type d'interaction dynamique est bien illustré par le cas du dendroctone du pin ponderosa. Cet insecte attaque les forêts de pin tordu latifolié et la mortalité survient normalement dans les peuplements de plus de 80 ans. En l'absence d'incendie, ce cycle permet au sous-étage tolérant de s'installer. Parce que la fréquence des incendies naturels réduisait le nombre de pins dans les classes d'âge élevées, les infestations de dendroctone étaient géographiquement isolées dans l'ensemble du paysage et s'effondraient habituellement avec la mort des arbres les plus âgés. Certaines cicatrices présentes sur les pins tordus témoignent de l'activité de l'insecte et de l'incendie il y a plusieurs centaines d'années.

Dans les forêts pré-industrielles de l'écozone de la cordillère montagnarde, les insectes et les maladies ne causaient normalement pas assez de dommages aux peuplements pour les amener à se régénérer. Des infestations isolées d'organismes pathogènes éclataient quand les conditions environnementales favorisaient leur développement, et des organismes saprophytes colonisaient les arbres à mesure qu'ils vieillissaient. Les maladies chroniques causées par le faux-gui étaient particulièrement communes chez le pin tordu dans l'ensemble de son aire de répartition. D'autres types de faux-guis affectaient le douglas et le mélèze de l'Ouest dans certaines parties de leur aire. Les infestations de scolytes et d'autres insectes étaient déclenchées par une combinaison favorable du climat et des conditions du peuplement. Les populations d'insectes endémiques attaquaient les arbres affaiblis par l'incendie, les chablis et d'autres perturbations naturelles, créant un peu partout des chicots et des tiges au sol de fort diamètre. Ces manifestations étaient rarement importantes à l'échelle du paysage, mais faisaient partie intégrante de la fonction écologique des écosystèmes forestiers.

Les maladies des racines, particulièrement le pourridié et la carie rouge alvéolaire du pied, étaient endémiques dans toute l'écozone, mais leur plus grande incidence survenait dans les forêts humides. Les maladies



Les fructifications d'*Armillaria ostoyae* encerclent le pied d'un douglas; cette maladie cryptogamique des racines nuit sérieusement à la régénération des peuplements de conifères.

connaissaient des fluctuations locales en fonction de la variation des conditions environnementales et de la disponibilité des hôtes à risque. La mortalité forestière causée par les maladies des racines entraînait une diversité dans la structure des peuplements et dans la composition des espèces parce que les parcelles tuées par la maladie se régénéraient avec des arbres ou des arbustes résistant aux champignons. Quand les conditions environnementales favorisaient les champignons, la composition des peuplements était caractéristique de cette présence.

Le charançon du pin blanc, qui en Colombie-Britannique s'attaque surtout à l'épinette, endommage la pousse apicale des jeunes arbres. on estime que dans les forêts pré-industrielles les dommages causés par ce charançon étaient minimes en raison de la faible disponibilité d'arbres d'âge approprié. Les infestations étaient associées à des perturbations locales comme les chablis et se produisaient sans persister ni prendre de l'extension. En outre, le processus de succession prenait souvent la forme, dans ces forêts, d'une régénération de l'épinette sous un couvert de pin ou de feuillus, conditions qui ne favorisaient pas la pullulation du charançon.

Le dendroctone de l'épinette entraînait une mortalité importante dans les épinettes parvenues à maturité et constituait l'une des principales causes naturelles de la composition et de la structure des peuplements. Les infestations duraient habituellement de deux à cinq ans, souvent à la suite de grands chablis (Humphreys et Safranyik, 1993). Les peuplements les plus susceptibles, le plus souvent dans le fond des vallées, avaient une forte proportion d'épinette de grand diamètre. Les grandes infestations tuaient toutes les épinettes de plus de 10 cm de diamètre, tandis que les petites avaient pour effet de réduire la proportion de ces arbres de bon diamètre et d'augmenter le nombre de chicots et de tiges couchées.

Dans les forêts situées en altitude, les insectes et maladies provoquaient rarement des infestations assez importantes pour entraîner le remplacement des peuplements. Le scolyte du sapin de l'Ouest était peut-être l'insecte le plus nuisible dans ces forêts, car il entraînait une mortalité chronique du sapin subalpin. Ce scolyte pouvaient provoquer une mortalité de 5 % par année jusqu'à ce que la majorité des sapins subalpins soient tués (Garbutt, 1992). Cette mortalité dispersée créait des ouvertures où repoussait généralement du sapin subalpin. Ainsi, en l'absence d'incendie, ces peuplements tendaient à se maintenir à l'état climacique. Le scolyte du sapin de l'Ouest était fréquent dans les arbres attaqués par le pourridié.

La tordeuse occidentale de l'épinette est endémique dans le type forestier à douglas bleu. La structure forestière dominante, formée de peuplements mélangés de faible densité et entrecoupés de parcelles en régénération et de gaulis, connaissait des proliférations de tordeuses peu étendues et de courte durée. Dans l'ensemble, la tordeuse était en équilibre avec l'écosystème, contribuant aux conditions écologiques qui assuraient la durabilité de ce type forestier (Hessburg *et al.*, 1994).

La chenille à houppes du douglas, autre insecte défoliateur d'importance historique pour le douglas et le sapin, produisait des infestations tous les 7 à 11 ans (Otvos *et al.*, 1998). Ces perturbations duraient généralement de 3 à 4 ans avant que les populations de l'insecte ne s'effondrent en raison de la répression exercée par des agents naturels, le manque de nourriture et la propagation d'un virus pathogène dans les effectifs du défoliateur (Stoszek, 1988).

Influences écologiques actuelles

Incendies

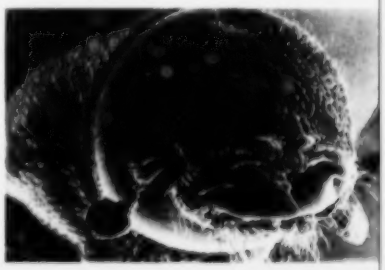
Les activités de lutte contre l'incendie ont grandement affecté la santé des forêts dans l'écozone de la cordillère montagnarde (Wadleigh et Jenkins, 1996; Barrett *et al.*, 1991; Dawson, 1998). Dans les forêts de pin tordu latifolié qui occupent le plateau intérieur nordique de la Colombie-Britannique, les superficies incendiées ont décliné de façon significative. Avant la suppression des incendies, une moyenne de 1 % de la superficie était incendiée à chaque année, en comparaison d'un taux courant d'environ 0,25 % (De Long et Tanner, 1996).

L'incendie est une perturbation essentielle de l'écozone de la cordillère montagnarde.

Dans les forêts d'épinette blanche, la suppression des incendies a commencé de façon sérieuse en 1950. Cette lutte a réussi à réduire la fréquence des incendies et les superficies annuelles qui en sont affectées. Les grands incendies sont rares et les petits sont communs. La lutte contre l'incendie et les pratiques actuelles d'exploitation ont altéré la composition forestière et accéléré la transition entre les peuplements

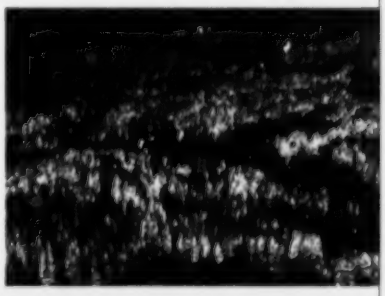
Le dendroctone du pin ponderosa

Le dendroctone du pin ponderosa est un insecte indigène dans les forêts de la cordillère montagnarde et on peut constater les traces de son passage sur des centaines d'années. Ces dernières années, les attaques de cet insecte ont repris de l'intensité dans les peuplements de pin tordu latifolié, provoquant la situation de crise actuelle. Les grands facteurs de cette prolifération ont été le climat (six hivers chauds de suite), et la proportion grandissante de pin parvenu à maturité, conséquence de la suppression les incendies. En 2003, le dendroctone du pin ponderosa affectait plus de quatre millions d'hectares en Colombie-Britannique, presqu'entièrement situés dans la zone forestière de l'écozone de la cordillère montagnarde. Les conséquences économiques potentielles de cette perturbation sont estimées à 4,03 milliards de dollars en perte de bois d'œuvre, c'est-à-dire 34 % de la valeur totale de la production canadienne de résineux en 2000–2001. Aux conséquences économiques aiguës qu'entraine la perte de bois marchand il faut ajouter des bouleversements écologiques aux ramifications inquiétantes. Avec le combustible qui continue de s'accumuler par l'ajout de bois mort ou d'arbres moribonds, le risque d'incendie ne fait que s'accroitre.



Dendroctone du pin ponderosa.

L'infestation du dendroctone du pin ponderosa est actuellement le plus grand problème de santé forestière de l'écozone de la cordillère montagnarde. Pour y faire face, le gouvernement fédéral a mis en œuvre un programme de cinq ans de 40 millions de dollars destiné à contrer l'infestation de la Colombie-Britannique. L'initiative comprend un volet de restauration des terres forestières fédérales et privées (non industrielles) ravagées par l'insecte, et un volet de recherche visant à quantifier l'impact de cette épidémie et à en réduire le risque dans l'avenir. Le plan de recherche de 5 ans a été conçu pour trouver des réponses aux questions d'aménagement forestier. Dans l'intérim, toutefois, il est essentiel de juguler l'épidémie actuelle et de tirer le meilleur parti possible des forêts affectées. Le programme fédéral s'ajoute aux efforts actuellement déployés par la Colombie-Britannique sur les terres administrées par la province.



Les arbres morts ou moribonds apparaissent blanchâtres dans cette vue aérienne d'une pinède affectée par le dendroctone du pin ponderosa.

C'est le Programme des terres fédérales qui prendra en main le problème de l'impact du dendroctone du pin ponderosa dans les parcs nationaux, les réserves des Premières nations et les terres de la réserve militaire de Chilcotin, avec la collaboration de Parcs Canada, des Affaires indiennes et du Nord canadien et de la Défense nationale. On tentera surtout d'empêcher l'infestation de s'étendre, mais aussi de la combattre et de rehausser les capacités de restauration et d'aménagement forestier dans les réserves des Premières nations, sans compter la restauration des terrains militaires. Le Programme des terrains forestiers privés s'intéressera aux propriétaires de boisés privés non industriels. Ces propriétaires seront encouragés à participer aux efforts de lutte contre le dendroctone par une intervention hâtive après identification des méfaits de l'insecte et par le traitement approprié des peuplements déjà affectés.

de pin tordu latifolié et les forêts d'épinette blanche (Carlson *et al.*, 1995; Arno *et al.*, 1993; Hessburg *et al.*, 1994).

Avec l'augmentation de la densité des tiges et de la charge de combustible, le risque de substitution d'essences est à la hausse. En raison de la lutte contre les incendies, le combustible s'est accumulé depuis environ 60 ans dans les forêts de douglas du Sud de la Colombie-Britannique. En outre, les feux de forêt tendent à produire une mosaïque de peuplements de densités diverses et de classes d'âge variées, tandis que l'homogénéité de la structure forestière qui résulte de la lutte contre les incendies a plutôt fait augmenter le risque d'une déflagration de grande intensité embrasant d'immenses pans du territoire (Arno *et al.*, 1993).

Insectes et maladies

L'aménagement forestier, notamment les pratiques comme la lutte contre l'incendie, les méthodes de récoltes et la substitution des essences forestières, ont entraîné une altération de la dynamique de certains insectes et organismes pathogènes. Par exemple, de nombreuses forêts autrefois dominées par la pin ponderosa sont maintenant composées de douglas. Les perturbations causées par les insectes et maladies qu'on y constate sont maintenant typiques des douglasières. Les superficies homogènes d'épinette blanche y font des progrès, ce qui constitue une importante source de nourriture pour les insectes ravageurs. On a fait état d'infestations du dendroctone de l'épinette de 1961 à 1965 et de 1967 à 1968. À la suite de la plus grande infestation historique de cet insecte, qui a duré de 1978 à 1982, on a dû faire des coupes de récupération à grande échelle dans la région de Prince George (Humphreys et Safranyik, 1993). Après cette opération, de grandes étendues ont été replantées en épinette, et des infestations du charançon du pin blanc sont apparues dans les peuplements en régénération.

En raison d'une activité humaine moins intensive, les changements ont été moins importants dans les forêts d'épinette d'Engelmann-sapin subalpin que dans les forêts qui se trouvent à faible altitude. Toutefois, le pin à blanche écorce, tout comme le pin argenté, a connu une mortalité importante devant l'avancée du dendroctone du pin ponderosa et de la rouille vésiculeuse du pin blanc. L'exclusion de l'incendie a eu peu d'influence sur la composition et la structure des peuplements dans la plupart des forêts d'épinette d'Engelmann-sapin subalpin parce que les incendies y ont été dispersés et relativement peu étendus.

Autre ravageur des zones élevées, le scolyte du sapin de l'Ouest s'attaque au sapin subalpin parvenu à maturité. Dans cette écozone, les infestations se trouvent plutôt dans les forêts du Nord. Dans le Sud, les forêts d'altitude sont peu affectées.

Les attaques du dendroctone de l'épinette se sont produites dans toute la forêt d'épinette blanche du plateau de l'Intérieur. Les populations de cet insecte tendent à augmenter après la construction des routes et les travaux de récolte. Les souches, les rémanents et les arbres en bordure des chablis, ainsi que les arbres épargnés mais affaiblis, attirent cet insecte et lui permettent de se développer. Si les conditions climatiques s'y prêtent, l'insecte peut proliférer de façon épidémique.

La distribution du pourridié, qui affecte les racines dans certaines forêts de la cordillère montagnarde, tend à augmenter après certaines activités d'exploitation forestière. Les coupes partielles et les éclaircies précommerciales ont été liées à l'augmentation de l'incidence du pourridié des racines qui peut emporter les arbres. Ces pratiques favorisent la colonisation des souches, d'où la maladie se propage aux arbres en régénération ou parvenus à maturité. L'exclusion de l'incendie a fait augmenter la densité des peuplements, ce qui favorise la propagation du pourridié. Après une perturbation, cette maladie accuse une activité plus élevée que dans une forêt intacte.

D'autres insectes et maladie indigènes bien répandus ont un potentiel de dommages économiques dans les forêts commerciales de l'écozone de la cordillère montagnarde. Leurs populations connaissent des hausses périodiques et elles sont donc suivies de près par les organismes forestiers provinciaux au moyen de relevés annuels et combattues au besoin sur le plan local. Il s'agit de l'arpenteuse de la pruche de l'Ouest, de l'arpenteuse de Freeman, de la livrée des forêts, de la tordeuse à tête noire de l'Ouest, du papillon satiné, du champignon responsable du rouge des aiguilles, de la brûlure en bandes rouges des aiguilles et de la brûlure des feuilles et des rameaux du tremble.

Affectation des terres

Les établissements ruraux et urbains, les corridors de transport, le pâturage par les bestiaux, l'aménagement forestier et l'introduction de plantes envahissantes ont contribué à modifier la biodiversité et la santé des forêts de l'écozone de la cordillère montagnarde.

Par le passé, les forêts de pin ponderosa dominaient le fond des vallées. De nos jours, ces habitats sont menacés ou ont été remplacés par les grands axes de transport, et par le développement urbain ou rural. Le pâturage excessif par les animaux domestiques a également détérioré les conditions des parcours dans

les forêts de pin ponderosa, réduisant du même coup leur valeur pour la faune indigène. Les forêts de pin ponderosa qui subsistent sont hautement fragmentées et les plantes indigènes qui y sont recherchées par la faune ont été largement remplacées par des mauvaises herbes exotiques et par le douglas.

Biodiversité

Quand on substitue les essences forestières, ces éléments clés de l'écosystème forestier, on provoque du même coup un bouleversement de la faune, des insectes, des champignons, des micro-organismes du sol et d'autres formes de vie qui les accompagnent. Certaines modifications de l'écozone de notre cordillère montagnarde ont été intentionnelles, comme la substitution d'essences réalisée au moment du reboisement. D'autres ont été faites par inadvertance, à la suite d'activités comme la lutte contre les incendies ou l'introduction d'espèces exotiques envahissantes.

La rouille vésiculeuse du pin blanc, causée par un champignon exotique, a été introduite en Colombie-Britannique au début des années 1900, et elle a causé, à elle seule ou en association avec le dendroctone du pin ponderosa, la mort de la plupart des pins argentés (Smith et Fischer, 1997). Autrefois présent en peuplements purs dans les parties les plus humides du sud de la cordillère montagnarde (O'Laughlin *et al.*, 1993), le pin argenté est remarquablement absent de la plupart des forêts de cette écozone. Le douglas (Byler *et al.*, 1994) y est maintenant présent, cinq fois plus nombreux qu'avant l'arrivée de la rouille vésiculeuse. Le sapin grandissime est également plus commun. Ces espèces apportent leurs propres problèmes dans l'écosystème, notamment une augmentation des populations de scolyte et du pourridié. En outre, le pin argenté était un élément structurel clé de la forêt, car il atteint relativement vite un diamètre imposant. Ses chicots étaient importants pour la faune, dans la composition des débris ligneux, ainsi que dans le cycle des éléments nutritifs (Byler *et al.*, 1994).

La rouille vésiculeuse du pin blanc a décimé les populations de pin argenté de l'écozone de la cordillère montagnarde.

Le porte-case du mélèze, insecte européen, a été introduit en Amérique du Nord vers la fin des années 1800. Il a été observé pour la première fois en 1966 dans le Sud-Est de la Colombie-Britannique (Andrews, 1966), où ses populations ont vite atteint des proportions épidémiques. Il s'est ensuite étendu à l'ensemble de l'aire de répartition du mélèze de l'Ouest dans la cordillère montagnarde (Alfaro *et al*, 1991). Ce défoliateur provoque le dépérissement du mélèze et une certaine déformation, parfois la mort de l'arbre. Des pertes de croissance radiale de 29 à 95 % ont été notées à la suite de ses ravages (Byler *et al.*, 1994). Des insectes parasites ont été introduits en 1966 pour combattre ce ravageur dont les populations ont décliné dans un premier temps, mais qui continuent de fluctuer.

Le papillon satiné, défoliateur des feuillus originaire d'Europe, a été introduit dans les forêts de Colombie-Britannique dans les années 1920. Il est répandu dans l'ensemble de l'écozone et cause périodiquement des proliférations régionales.

Les espèces exotiques envahissantes qui se sont établies plus récemment au Canada, comme l'agrile du frêne (Ontario), le longicorne brun de l'épinette (Nouvelle-Écosse), le grand hylésine des pins (Ontario et Québec), ne semblent pas encore avoir pénétré dans l'écozone de la cordillère montagnarde. Ces espèces constituent toutefois une menace permanente en raison de l'absence de restrictions aux déplacements intérieurs des bois et produits forestiers. La sécurité des forêts de la cordillère montagnarde dépend de l'établissement de règlements qui limiteraient les déplacements de matériel à haut risque et d'une surveillance constante des ravageurs forestiers exotiques.

Dans certaines forêts de la cordillère montagnarde, la réduction de la fréquence des incendies a provoqué le remplacement des peuplements de pin tordu latifolié par des forêts d'épinette blanche et d'épinette

d'Engelmann ou de sapin subalpin (Carlson *et al.*, 1995; Arno *et al.*, 1993; Hessburg *et al.*, 1994). Ces dernières espèces n'ont pas besoin de l'incendie pour se régénérer. Si la lutte contre les incendies se poursuit, les paysages actuellement composés de parcelles de pin tordu latifolié ponctuées d'épinette pourraient se transformer en vastes étendues dominées par l'épinette seule.

Les écosystèmes à pin ponderosa sont également affectés, principalement par la suppression des incendies. Comme il a déjà été précisé, le pin ponderosa ne perdure pas sans incendies fréquents. Il est donc remplacé par d'autres espèces de cette écozone, habituellement le douglas (Arno, 1976; Habeck, 1990; Carlson *et al.*, 1995; Mutch, 1994; Mutch *et al.*, 1993). Sans le passage du feu, il se produit également des modifications dans la végétation du sous-étage : les espèces adaptées à l'incendie comme l'amélanchier à feuilles d'aulne et l'agropyre à épi sont remplacées par des espèces tolérant l'ombre davantage (Hall, 1980; Daigle, 1996).

Dans la partie sud de cette écozone, des forêts claires comportant des arbres de fort diamètre sont graduellement remplacées par des peuplements denses de douglas de faible diamètre (McCullough *et al.*, 1998). Le douglas envahit rapidement les peuplements protégés de l'incendie parce qu'il n'exige pas de lit de germination préparé par cette perturbation. Cette essence se répand également beaucoup dans les prairies. Le mélèze de l'Ouest, une espèce secondaire des forêts de douglas, est pour sa part en déclin en raison de l'absence d'incendies. Le mélèze germe dans les brûlis et ne tolère pas l'ombre. L'absence d'incendies fréquents de faible intensité depuis 50 à 100 ans a créé des peuplements denses et stagnants de pin ponderosa susceptibles aux feux de cimes de forte intensité (Habeck, 1990) qui tuent des arbres ayant survécu à de nombreux incendies passés (Mutch *et al.*, 1993).

Environnement atmosphérique

L'écozone la cordillère montagnarde est relativement libre de toute pollution atmosphérique, bien que certaines sources ponctuelles aient été documentées autour d'installations métallurgiques.

Remerciements

Nous remercions Hideji Ono, de l'Alberta Environmental Protection, Land and Forest Service, et John Muir, du ministère des Forêts de la Colombie-Britannique qui nous ont assistés dans la préparation et la relecture de ce rapport.

Annexe 1
Principaux types forestiers de l'écozone de la cordillère montagnarde

Pin tordu latifolié

Le type forestier à pin tordu latifolié se retrouve un peu partout dans l'écozone de la cordillère montagnarde, mais il est plus fréquent dans le plateau de l'Intérieur, la chaîne du Columbia et les Rocheuses du Sud. Le pin tordu se présente en peuplements purs ou mélangés. Dans les zones subalpines, les forêts à pin tordu occupent souvent une place importante dans les zones de transition entre les forêts à douglas du fond des vallées et l'association épinette d'Engelmann-sapin subalpin qu'on voit en altitude. Elles sont communes dans le Sillon des Rocheuses et sur les pentes est et ouest de la chaîne des Rocheuses. Les peuplements purs de pin tordu sont également communs dans tout le plateau de l'Intérieur où ils occupent les hauteurs humides au-dessus des forêts de douglas et les stations plutôt sèches des forêts d'épinette blanche. Le pin tordu est une espèce pionnière qui ne s'établit pas sur une grande superficie en l'absence d'incendie. Cette espèce domine souvent les paysages où interviennent régulièrement, à des intervalles de moins de 200 ans, des incendies suffisamment intenses pour provoquer une substitution d'essences. En l'absence d'incendie, les forêts de pin tordu latifolié succèdent, après une période 100 à plus de 200 ans, aux peuplements d'épinette d'Engelmann ou d'épinette blanche, ou de leurs hybrides, ou encore de sapin subalpin.

Pin ponderosa

Commune dans une bonne partie de l'Ouest des États-Unis, la forêt de pin ponderosa atteint la limite nord de son aire dans le centre sud et le sud-est de la Colombie-Britannique. Elle couvre une petite région de l'écozone de la cordillère montagnarde où le climat est le plus chaud et le plus sec. Les forêts de pin ponderosa se forment à basse altitude (250 à 950 m) dans les vallées ultra-sèches du plateau de l'Intérieur et dans la partie la plus méridionale du Sillon des Rocheuses. L'absence d'humidité au sol est le principal facteur qui limite la croissance des arbres. L'espèce exige une fréquence d'incendies élevée pour perdurer et l'arbre lui-même peut survivre à de nombreux incendies. Son écorce épaisse protège la couche de cambium de la chaleur et ne brûle pas facilement, ce qui réduit les risques de feux de cime. Ses longues aiguilles et ses écailles de bourgeons épaisses protègent également les tissus de l'arbre au cours des incendies. Le pin ponderosa exige en outre un lit de germination préparé par l'incendie pour sa régénération. Dans ces écosystèmes arides, les incendies répétés contribuent également à recycler les éléments nutritifs. Dans les stations sèches, le feu est indispensable pour libérer les éléments nutritifs, y compris l'azote, et peut stimuler la croissance de petites plantes et d'arbustes qui fixent l'azote.

Épinette blanche

Dominant les deux tiers nord de l'écozone, le type forestier à épinette blanche y constitue le plus grand écosystème forestier, bordant les types forestiers à thuya géant-pruche de l'Ouest, à épinette d'Engelmann-sapin subalpin et à pin tordu latifolié. L'épinette blanche et le sapin subalpin y sont des espèces climaciques, tandis que le peuplier faux-tremble et le peuplier de l'Ouest sont communs. Des parcelles de douglas se rencontrent dans les régions les plus sèches de la partie est. Les peuplements purs de pin tordu latifolié sont fréquents et se trouvent un peu partout. Sans incendies, ceux-ci donneraient lieu à des peuplements dominés par l'épinette blanche en une centaine d'années environ. En l'absence de perturbation majeure, l'épinette blanche et le sapin subalpin tendent à dominer le paysage.

Épinette d'Engelmann-sapin subalpin

Le type forestier à épinette d'Engelmann-sapin subalpin se rencontre dans toute la cordillère montagnarde en conditions subalpines et sur quelques plateaux. L'altitude favorable varie de 1 200 à 2 300 m dans le Sud et de 900 à 1 700 m dans le Nord. Le régime hydrique varie de sec à très humide. Les hivers sont normalement froids, humides et longs. C'est le type forestier le plus répandu dans les montagnes du Columbia et la région sud des Rocheuses où il se développe à une altitude supérieure à celle des forêts à thuya géant-pruche de l'Ouest dans les sites humides, et au-dessus des forêts à pin tordu latifolié dans les régions sèches. Le couvert forestier est continu dans les altitudes faibles à moyennes, tandis qu'en hauteur,

près de la zone alpine, on trouve plutôt une forêt-parc ouverte. L'épinette d'Engelmann et le sapin subalpin sont les espèces dominantes. Ce type forestier comporte également des peuplements de pin à blanche écorce, le plus souvent en altitude, où ils constituent la formation climacique. Les forêts de pin tordu latifolié sont souvent mêlées d'épinette d'Engelmann et de sapin subalpin, particulièrement sur les stations sèches en raison de leur orientation.

Douglas bleu

Le type forestier à douglas bleu (douglas de l'Intérieur) est commun aux altitudes faibles à moyennes (120 à 1 130 m) du plateau de l'Intérieur et du Sillon des Rocheuses. Il étend son aire dans le Nord-Ouest des États-Unis et dans l'Est de l'Alberta. Ce type d'écosystème est plutôt sec, bien qu'il reçoive plus de précipitations que les forêts à pin ponderosa. Le manque d'humidité est un grand facteur de limitation de la croissance des arbres, en raison des étés très chauds et très secs et des faibles chutes de neige en hiver.

Thuya géant-pruche de l'Ouest

Le type forestier à thuya géant-pruche de l'Ouest est commun dans les montagnes du Columbia et dans le sud des Rocheuses entre 400 et 1 500 m d'altitude, et il se rencontre dans une petite zone montagneuse du nord de l'écozone (100 à 1 000 m). Ces forêts sont habituellement humides et constituent le type forestier le plus productif de l'Intérieur de la Colombie-Britannique. Dans l'ensemble, le type forestier à thuya géant-pruche de l'Ouest recèle la plus grande diversité d'essences de tous les types forestiers, et il est très hétérogène sur le plan de la composition et de la structure. Il est par conséquent difficile de décrire un peuplement « typique ». On distingue toutefois trois grands écosystèmes — zones riparienes, hautes terres humides et basses terres sèches — selon leur régime d'incendie (fréquence, intensité et cycle saisonnier). Les zones riparienes sont caractérisées par des peuplements anciens de thuya géant et de pruche de l'Ouest. Les forêts des hautes terres humides sont habituellement les plus diversifiées, et elles sont les plus étendues. Beaucoup de peuplements pionniers et de milieu de succession sont composés d'espèces intolérantes comme le mélèze de l'Ouest, le douglas bleu, le pin argenté et le pin tordu latifolié. Le sous-étage comprend des espèces tolérantes comme le thuya géant, la pruche de l'Ouest et le sapin grandissime. Les basses terres sèches sont habituellement dominées par des espèces dont la succession passe par le feu comme le pin tordu latifolié et le douglas.

Annexe 2
Noms scientifiques des organismes

agrile du frêne, *Agrilis planipennis*

agropyre à épi, *Pseudoroegneria spicata* subsp. *spicata*

amélanchier à feuilles d'aulne, *Amelanchier alnifolia*

arpenteuse de freeman, *Nepytia freemani*

arpenteuse de la pruche de l'Ouest, *Lambdina fiscellaria lugubrosa*

bouleau, *Betula* spp.

brûlure des feuilles et des rameaux du tremble, causée par des champignons des genres *Venturia* et *Pollaccia*

brûlure en bandes rouges des aiguilles, causée par le champignon *Mycosphaerella pini*

carie rouge alvéolaire du pied, causée par le champignon *Inonotus tomentosus*

charançon du pin blanc, *Pissodes strobi*

chenille à houppes du douglas, *Orgyia pseudotsugata*

dendroctone de l'épinette, *Dendroctonus rufipennis*

douglas bleu, *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*

épinette blanche, *Picea glauca*

épinette d'Engelmann, *Picea engelmannii*

faux-gui, *Arceuthobium* spp.

graminées cespiteuses, p. ex. *Agropyron* spp. et *Festuca* spp.

grand hylésine des pins, *Tomicus piniperda*

livrée des forêts, *Malacosoma disstria*

longicorne brun de l'épinette, *Tetropium fuscum*

mélèze de l'Ouest, *Larix occidentalis*

papillon satiné, *Leucoma salicis*

peuplier de l'Ouest, *Populus trichocarpa*

peuplier faux-tremble, *Populus tremuloides*

pin à blanche écorce, *Pinus albicaulis*

pin argenté, *Pinus monticola*

pin flexible, *Pinus flexilis*

pin ponderosa, *Pinus ponderosa*

pin tordu latifolié, *Pinus contorta* var. *latifolia*

porte-case du mélèze, *Coleophora laricella*

pourridié, causé par un champignon du genre *Armillaria*

pruche de l'Ouest, *Tsuga heterophylla*

rouge des aiguilles du pin, causé par le champignon *Lophodermella concolor*

rouille vésiculeuse du pin blanc, causée par le champignon *Cronartium ribicola*

sapin grandissime, *Abies grandis*

sapin subalpin, *Abies lasiocarpa*

scolyte du sapin de l'Ouest, *Dryocoetes confusus*

scolytes, *Scolytidae*

thuya géant, *Thuja plicata*

tordeuse à tête noire de l'Ouest, *Acleris gloverana*

tordeuse occidentale, *Choristoneura occidentalis*

Bibliographie

Alfaro, R.I.; Qiwei, L.; Vallentgoed, J. 1991. Diameter growth and losses in western larch caused by larch casebearer defoliation. West. J. Appl. For. 6:105–108.

Andrews, R.J. 1966. First record of larch casebearer on western larch in British Columbia. Can. For. Serv. Bi-monthly Res. Notes 22(6):3.

Arno, S.F. 1976. The historical role of fire in the Bitterroot National Forest. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-42. 28 p.

Arno S.F.; Reinhardt, E.D.; Scott, J.H. 1993. Forest structure and landscape patterns in the lodgepole pine type: a procedure for quantifying past and present conditions. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR-INT-294.

Barrett S.W.; Arno, S.F.; Key, C.H. 1991. Fire regimes of western larch–lodgepole pine forests in Glacier National Park, Montana. Can. J. For. Res. 21:1711–1720.

Byler, J.W.; Krebill, R.W.; Hagle, S.K.; Kegley, S.J. 1994. Health of the cedar–hemlock–white pine forests of Idaho. *In* D.M. Baumgartner, J.E. Lotan, and J.R. Tonn, eds. Interior cedar–hemlock–white pine forests: ecology and management. Proc. Symp., 2–4 March 1993, Spokane, WA. Washington State University Extension Publications. 370 p.

Carlson, C.E., Byler, J.W., Dewey, J.E. 1995. Western larch: pest tolerant conifer of the northern Rocky Mountains. *In* W.C. Schmidt and K.C. McDonald, comp. Ecology and management of Larix forests: a look ahead. Proc. Int. Symp., 5–9 Oct. 1992, Whitefish, MO. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR-INT-319.

(CCMF) Conseil canadien des ministres des forêts. 2000. Critères et indicateurs de l'aménagement forestier durable au Canada. Situation nationale 2000. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (Ont.). 122 p.

(CIFFC) Canadian Interagency Forest Fire Centre. 2000. Glossary of forest fire management terminology. CIFFC, Winnipeg, MB.

Clark, D.F.; Kneeshaw, D.D.; Burton, P.J.; Antos, J.A. 1998. Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests in west-central British Columbia. Can. J. For. Res. 28:284–290.

Daigle, P. 1996. Fire in the dry interior forests of British Columbia [imprimé et en ligne]. BC Minist. For. Res. Prog. Extension Note 8. 5 p. http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En08.pdf

Dawson, R. 1998. Landscape attributes of interior Douglas-fir forests on the Fraser Plateau. Pages 9–20 *in* A. Vyse, C. Hollstedt, and D Huggard, eds. Managing the dry Douglas-fir forests of the southern interior. Workshop Proc., 29–30 April 1997, Kamloops, BC [imprimé et en ligne]. BC Min. For. Res. Prog. Work Pap. 34. http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Wp/Wp34.htm

De Long S.C.; D. Tanner, D. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. Biodivers. Conserv. 5:1191–1205.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. Global mapping. Pages 321–323 (Chapter 47) in Global forest resources assessment [imprimé et en ligne]. Main Rep. FAO Forestry Pap. 140. FAO, Rome, Italy. http://www.fao.org/forestry/fo/fra/main/index.jsp?lang_id=1

Garbutt, R. 1992. Western balsam bark beetle. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. For. Pest Leaflet 64.

Groupe de travail sur la stratification écologique, 1996. Cadre écologique national pour le Canada. Imprimé et en ligne. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Ottawa / Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement, Direction de l'analyse des écozones, Hull (Qc). http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/ecostrat/intro.html

Habeck, J.R. 1990. Old-growth ponderosa pine–western larch forests in western Montana. Ecology and Management. Northwest Environ. J. 6:271–292.

Hall, F.C. 1980. Fire history–Blue Mountains Oregon. Pages 75–81 *in* Proceedings of the Fire History Workshop, 20–24 Oct. 1980, Tucson, AZ. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR-RM-81.

Hessburg, P.F.; Mitchell, R.G.; Filip, G.M. 1994. Historical and current roles of insects and pathogens in eastern Oregon and Washington forested landscapes. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-327.

Humphreys, N.; Safranyik, L. 1993. Spruce beetle. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. For. Pest Leaflet 3.

McCullough, D.G.; Werner, R.A.; Neumann, D. 1998. Fire and insects in northern and boreal ecosystems

of North America. Annu. Rev. Entomol. 43:107–127.

Mutch, R.W. 1994. Fighting fire with prescribed fire – a means of ecosystem health. J. For. 92:31–33.

Mutch, R.W.; Arno, S.F.; Brown, J.K.; Carlson, C.E.; Ottmar, R.D.; Peterson, J.L. 1993. Forest health in the Blue Mountains: a management strategy for fire adapted ecosystems. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-310. 14 p.

O'Laughlin, J.; MacCracken, J.G.; Adams, D.L.; Bunting, S.C.; Blatner, K.A.; Keegan III, C.E. 1993. Forest health conditions in Idaho. University of Idaho, Wildlife and Range Policy Analysis Group Rep. 11.

Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 2000. Dictionnaire de la foresterie. Presses de l'Université Laval, Québec (Québec). 473 p.

Otvos, I.S.; McLaughlin, L.E.; Hall, P.E.; Condor, N. 1998. A management system to control Douglas-fir tussock moth, *Orgyia pseudotsugata*, using OpNPV. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. Tech. Transfer Note 11. 4 p.

(SCF) Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. 1999. L'état de santé des forêts au Canada : Un sommaire 1998. Centre de foresterie de l'Atlantique, Fredericton (N.-B.). 61 p.

Shiplett, B.; Neuenschwander, L.F. 1994. Fire ecology in the cedar–hemlock zone of northern Idaho. *In* D.M. Baumgartner, J.E. Lotan, and J.R. Tonn, eds. Interior cedar–hemlock–white pine forests: ecology and management. Proc. Symp., 2–4 March 1993, Spokane, WA. Washington State Univ. Extension Publications. 370 p.

Smith, J.K.; Fischer, W.C. 1997. Fire ecology of the forest habitat types of northern Idaho. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-363. 142 p.

Stoszek, K.J. 1988. Forests under stress and insect outbreaks. Northwest Environ. J. 4:247–261.

Wadleigh, L.; Jenkins, M.J. 1996. Fire frequency and the vegetative mosaic of a spruce–fir forest in northern Utah. Great Basin Nat. 56:18–37.